



ACESSO ABERTO

Data de Recebimento:

18/05/2024

Data de Aceite:

20/07/2024

Data de Publicação:

22/07/2024

***Autor correspondente:**

Sabrina de Souza Silveira,
Bacharelada em Ciências
Biológicas, Avenida Prof. Pinto
de Aguiar, 2589, Pituacu, 41740-
090 - Salvador, Bahia, Brasil.
(71) 9 9103-2503; Sabrinafsil-
ver@gmail.com

Citação:

SILVEIRA, S.S et al. Riqueza e
composição de aranhas (Arach-
nida: Araneae) de serapilheira
em três fragmentos florestais ur-
banos. **Revista Multidisciplinar
em Educação e Meio Ambien-
te**, v. 5, n. 3, 2024. [https://doi.
org/10.51161/integrar/rem/4397](https://doi.org/10.51161/integrar/rem/4397)

DOI: 10.51161/integrar/
rem/497

Editora Integrar© 2024.

Todos os direitos reservados.

RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ARANHAS (ARACHNIDA: ARANEAE) DE SERAPILHEIRA EM TRÊS FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS

Sabrina de Souza Silveira^{a,b,d*}, Victoria Emanuelle Oliveira Rodrigues^{a,b}, Ra-
phael de Sant' Ana Lima^{a,b,c}, Leandro Pereira da Cruz^{a,b,c}, Kátia Regina Be-
nati^{a,b}

^a Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Católica do Salvador. Avenida Prof. Pinto
de Aguiar, 2589, Pituacu, 41740-090 - Salvador, Bahia, Brasil.

^b Centro de Ecologia e Conservação Animal, Universidade Católica do Salvador. Avenida
Prof. Pinto de Aguiar, 2589, Pituacu, 41740-090 - Salvador, Bahia, Brasil.

^c Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia, Universidade Católica do Salvador.
Rua Aristides Novis, n.º 203, Colina de São Lázaro - Federação., Salvador, Bahia, Brasil
40210-720.

^d Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Universidade Católica
do Salvador. SHIS QI 1 Conjunto B - Blocos A, B, C e D - Lago Sul - Brasília/DF - Cep:
71605-001.

RESUMO

Introdução: Aranhas apresentam grande riqueza em espécies, facilidade de amostragem e sensibilidade a diversos fatores ambientais, por isso, são boas indicadoras para avaliar as diferenças entre diversos habitats. **Objetivo:** Comparar a riqueza e composição de espécies de aranhas de serapilheira entre três fragmentos florestais urbanos de Mata Atlântica. **Material e métodos:** O estudo foi realizado em três áreas, em Salvador, Bahia: Parque Metropolitano de Pituacu – PMP (392 ha), 19º Batalhão de Caçadores – 19BC (200 ha) e Parque Joventino Silva – PJS (72 ha). Foram delimitados cinco transectos de 150 metros, com seis pontos amostrais cada, sendo aplicados dois métodos de coleta: Extrator Winkler e Pitfall Trap, além de avaliar três variáveis ambientais e sete estruturais. **Resultados e discussão:** A comparação das variáveis ambientais e estruturais entre as áreas, revelou que o microclima e a estrutura física avaliadas diferem entre os fragmentos. No total, foram coletadas 527 aranhas, distribuídas em 22 famílias, das quais Zodariidae (32,6%), Salticidae (15,4%) e Ctenidae (12%) foram as mais representativas. O PMP registrou maior abundância (203 indivíduos em 15 famílias), seguido do 19BC (199 indivíduos em 17 famílias) e do PJS (125 em 16 famílias). Além disso, a composição de aranhas diferiu entre os fragmentos, apresentando um valor considerável de espécies exclusivas (PMP = 14, 19BC = 11, PJS = 9). **Conclusão:** A comparação das variáveis ambientais e estruturais entre as áreas revelou características significativamente distintas, indicando que o tamanho do fragmento não é o único fator influente na estrutura do habitat, mas também outras características ambientais.

Palavras-chave: Araneofauna; Biodiversidade; Ecologia urbana; Fragmentação florestal; Mata Atlântica.

ABSTRACT

Introduction: Spiders exhibit great species richness, ease of sampling, and sensitivity to various environmental factors, making them good indicators for evaluating differences between various habitats. Objective: To compare the richness and composition of leaf litter spider species among three urban forest fragments of the Atlantic Forest. Materials and Methods: The study was conducted in three areas in Salvador, Bahia: Pituáçu Metropolitan Park – PMP (392 ha), 19th Hunter Battalion – 19BC (200 ha), and Joventino Silva Park – PJS (72 ha). Five 150-meter transects with six sampling points each were delineated, and two collection methods were applied: Winkler Extractor and Pitfall Trap, in addition to evaluating three environmental variables and seven structural variables. Results and Discussion: The comparison of environmental and structural variables between the areas revealed that the microclimate and physical structure evaluated differ among the fragments. A total of 527 spiders were collected, distributed among 22 families, with Zodiidae (32.6%), Salticidae (15.4%), and Ctenidae (12%) being the most representative. PMP recorded the highest abundance (203 individuals in 15 families), followed by 19BC (199 individuals in 17 families) and PJS (125 individuals in 16 families). Additionally, the composition of spiders differed among the fragments, presenting a considerable number of exclusive species (PMP = 14, 19BC = 11, PJS = 9). Conclusion: The comparison of environmental and structural variables among the areas revealed significantly distinct characteristics, indicating that fragment size is not the only influential factor in habitat structure, but also other environmental characteristics.

Keywords: Spider fauna; Biodiversity; Urban ecology; Forest fragmentation; Atlantic Forest.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica compõe uma das maiores florestas tropicais do mundo, estendendo-se ao longo da costa brasileira, alcançando o Paraguai e a Argentina, sendo a segunda maior floresta tropical da região Neotropical (Tabarelli et al., 2012). Além disso, este bioma é reconhecido internacionalmente como um dos principais hotspots globais de biodiversidade por abrigar milhares de espécies endêmicas (Giraud et al., 2008). Originalmente a floresta pluvial atlântica cobria 1.296.446 km², correspondendo a cerca de 15% do território brasileiro (Campanili; Schaffer, 2010). No entanto, apenas aproximadamente 12,9% (194.524 km²) de sua cobertura original permanece conservada (Ribeiro et al., 2009).

As alterações antrópicas nos ecossistemas naturais têm se tornado cada vez mais comuns, acarretando em consequências adversas e significativas para a biodiversidade. A fragmentação é o processo em escala de paisagem que divide um habitat contínuo em manchas mais ou menos isoladas, capazes de diminuir significativamente o fluxo principalmente de animais. Este processo envolve tanto a divisão quanto a perda do habitat, onde os fragmentos passam a ter condições ambientais diferentes em seu entorno (Fahrig, 2003), associado a processos antrópicos gerados através da separação por matriz antropizada, seja urbana ou rural (Haddad et al., 2015). Com o crescente desenvolvimento urbano, os fragmentos florestais das cidades têm se tornado escassos, restando apenas aqueles delimitados como parques, reservas ou pequenas áreas em propriedades privadas. Nesse contexto, as áreas naturais desempenham um papel crucial na melhoria da qualidade de vida nas cidades, fornecendo recursos essenciais (Nilon, 2011).

A Mata Atlântica é composta por diversos fragmentos isolados que limitam o fluxo direto da vida selvagem, no entanto, apresenta habitats importantes entre os mais diversos estratos, como a serapilheira. Este conjunto de folhas e galhos secos e matéria orgânica de origem animal e vegetal em variados estágios de decomposição (Barbosa; Faria, 2006; Varjão; Benati; Peres, 2010), constitui a camada mais superficial do

solo em ambientes florestais, que desempenham diversas funções essenciais para o equilíbrio e a dinâmica dos ecossistemas associados. Diante da composição da serapilheira, torna-se possível a formação de microhabitats cujas condições estão associadas e influenciadas diretamente por fatores ambientais e estruturais e da qualidade orgânica e nutricional do material depositado (Paula; Pereira; Menezes, 2009), favorecendo assim, a coexistência de diferentes espécies animais, especialmente para os artrópodes terrestres.

Os artrópodes estão associados à serapilheira para alimentação, nidificação e proteção contra predadores (Benati, 2014). Devido à sua elevada diversidade de espécies e rápida capacidade de responder às mudanças ambientais, estes animais têm sido amplamente estudados. Dentre os artrópodes terrestres que habitam a serapilheira, estão as aranhas com 52.192 espécies, distribuídas em 135 famílias (World Spider Catalog, 2024). Por sua grande abundância e riqueza, as aranhas são consideradas predadores de grande importância na cadeia trófica, sendo reguladoras essenciais de insetos (Wise, 1993), e, também eficientes indicadoras de variações da riqueza de espécies e do funcionamento das comunidades bióticas (Kremen et al., 1993). A maioria das espécies é sensível a diversos fatores físicos (temperatura, umidade e intensidade luminosa) e biológicos, como a estrutura da vegetação e disponibilidade de alimento (Wise, 1993; Benati, 2014).

É fundamental investigar a distribuição dos organismos em fragmentos florestais urbanos para compreender a dinâmica e a importância de áreas naturais para os espaços urbanos. Ao analisar como o tamanho de um fragmento florestal atua sobre a distribuição desses organismos, pode-se identificar as áreas de maior biodiversidade, contribuindo para estudos sobre a dinâmica destes ambientes. Devido à sua abundância de espécies, facilidade de amostragem e sensibilidade a diversos fatores ambientais, as aranhas são uma escolha ideal para avaliar as diferenças ambientais entre habitats variados. Assim, o objetivo deste estudo, foi investigar se o tamanho de um ambiente florestal está associado à riqueza e composição de espécies de aranhas, comparando três fragmentos florestais urbanos no município de Salvador, Bahia.

2 MATERIAL E MÉTODO

A Área de estudo

As áreas para a realização do estudo foram selecionadas com base em seus diferentes tamanhos, facilidade de acesso para coleta e segurança dos pesquisadores. Os fragmentos urbanos escolhidos foram o Parque Metropolitano de Pituaçu, o 19º Batalhão de Caçadores e o Parque Municipal Joventino Silva, inseridos no município de Salvador, Bahia (Figura 1).

Figura 1: Imagem de satélite com a localização dos três fragmentos urbanos estudados em Salvador, Bahia.



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

Parque Metropolitano de Pituvaçu – Parque de Pituvaçu

O Parque Metropolitano de Pituvaçu (PMP), localizado no bairro de Pituvaçu ($12^{\circ}56'54.4''S$ $38^{\circ}24'52.2''W$), é uma das maiores áreas naturais de conservação da Mata Atlântica da cidade de Salvador. Atualmente, de acordo com o Decreto Estadual nº 18.679 de 01 de novembro de 2018, o parque conta com uma poligonal de aproximadamente 392 hectares. O PMP é formado por vegetação nativa do tipo ombrófila densa, em grande parte, em estágio inicial e médio de regeneração e de restinga nas áreas adjacentes à faixa costeira (Gomes; Santos, 2021).

19º Batalhão de Caçadores – Batalhão de Pirajá

O 19º Batalhão de Caçadores (19BC), situa-se no bairro do Cabula ($12^{\circ}57'53'' S$ $38^{\circ}27'14'' W$), abrangendo uma área de aproximadamente 200 ha e está sob a guarda e jurisdição do Exército Brasileiro desde 1920. A área apresenta fisionomia da vegetação original típica de mata primária e secundária, sendo um dos últimos fragmentos urbanos de Mata Atlântica de Salvador que possui uma expressiva cobertura florestal (Macedo et al., 2011).

Parque Joventino Silva – Parque da Cidade

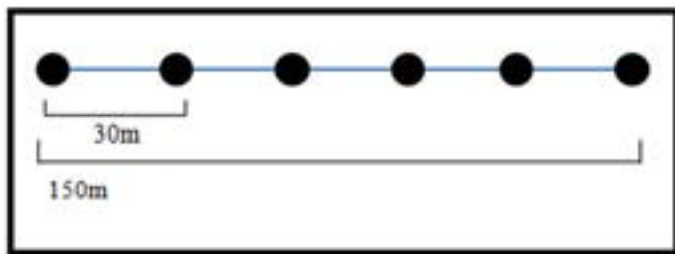
O Parque Joventino Silva (PJS), também conhecido como Parque da Cidade, foi criado pelo Decreto Municipal nº 4.522/1973 e inaugurado em 1975. Está localizado no bairro do Itaigara ($12^{\circ}59'59''S$

38°28'18"W), possuindo 72 ha de área total, com significativo espaço natural de Mata Atlântica e restinga. Apesar desse fragmento possuir considerável importância para a conservação da Mata Atlântica remanescente da região, até o presente momento, não foi classificado como Área de Proteção Ambiental, estando definido como um Parque Urbano regulamentado pelo Art. 277 da Lei Municipal 9069/16.

Delineamento amostral

As coletas ocorreram entre os meses de janeiro e março de 2019. Em cada área foram dispostos cinco transectos de 150 metros de extensão, distribuídos aleatoriamente. Cada transecto foi composto por seis pontos amostrais com distância de 30 metros de um ponto para o outro (Figura 2). Foram delimitados 30 pontos amostrais em cada fragmento, totalizando 90 pontos amostrais.

Figura 2: Desenho esquemático do delineamento amostral realizado em cada fragmento florestal urbano. Esquema do transecto dos fragmentos urbanos de Mata Atlântica, Salvador, Bahia.



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

Amostragem de aranhas

Foram aplicados dois métodos de coleta: Pitfall Trap (armadilha de queda) e Extrator Winkler.

Pitfall Trap (armadilha de queda): para essa técnica, foi instalado em cada ponto um recipiente plástico com 10 cm de diâmetro e 15 cm de espessura, enterrado ao nível do solo com cerca de 1/3 do volume preenchido com líquido conservante (água, sal e detergente). O detergente foi utilizado para reduzir a tensão superficial do meio, permitindo que as aranhas ficassem dispersas na armadilha. Este método é destinado principalmente a aranhas forrageadoras. Foram instalados 30 Pitfalls em cada fragmento, distribuídos em cinco transectos de 150 m com seis pontos amostrais cada. As armadilhas ficaram ativas por cinco dias, posteriormente foram encaminhadas para um laboratório com a finalidade de realizar a triagem e identificação do material coletado. O material testemunho foi depositado no laboratório de Coleções Zoológicas do Instituto Butantan, São Paulo, SP (LECZ, curador: Antônio Brescovit).

Extrator Winkler: esse método consiste na retirada de todo material vegetal em decomposição na superfície do solo até atingir a base do solo orgânico. Em cada fragmento foram coletadas 30 amostras de serapilheira dispostas em cinco transectos com seis pontos amostrais cada. Para delimitar a área de coleta do ponto amostral, um quadrante de 50 cm x 50 cm foi arremessado aleatoriamente. Antes de coletar a serapilheira, foram mensuradas as variáveis ambientais e estruturais. O material coletado triado através da peneira manual, com malha de 4 mm, separando os materiais densos, colocado no Extrator Winkler o material de tamanhos inferiores a 4 mm, onde foram extraídos pequenos invertebrados de solo no período de 48h. As amostras foram posteriormente triadas e identificadas em laboratório.

Variáveis ambientais e estruturais

As variáveis ambientais e estruturais foram selecionadas a partir do seu grau de importância, de acordo com o estudo de Benati (2014). As variáveis microclimáticas (ambientais) mensuradas foram a temperatura (°C) e umidade do ar, com auxílio de um termo-higrômetro digital e a temperatura (°C) do solo com o auxílio de um termômetro espeto. Para as variáveis estruturais foram mensuradas: i. espessura da serapilheira, determinada em centímetros, onde foi utilizada uma régua posicionada verticalmente ao solo; ii. declividade do solo, com auxílio de um inclinômetro, que foi posicionado de acordo com a inclinação da área; iii. compactação do solo, mensurado com o auxílio de uma ponteira de construção graduada em centímetros. A ponteira era lançada perpendicularmente ao solo (com altura de 1 m) e em seguida, observada a espessura que a mesma perfurava o solo; iv: galhos em decomposição, foram quantificados todos os galhos acima de 5 cm de comprimento e 1 cm de diâmetro que estivessem caídos no solo. As variáveis de cobertura da serapilheira, cobertura herbácea e abertura de dossel, foram obtidas utilizando o percentual de intensidade de Fournier (1974), um método de quantificação categórico, no qual foram atribuídos valores de um a quatro: 1 – cobertura de 0 a 25%; 2 – de 26 a 50%; 3 – de 51 a 75%; e 4 – de 76 a 100%, sendo adaptado para esse fim. As variáveis foram mensuradas em todos os pontos amostrais de cada fragmento (n = 30 por fragmento).

Análises estatísticas

Através do Microsoft Excel foram elaboradas as matrizes que auxiliaram as análises estatísticas. Para comparar a composição de aranhas e as diferenças estruturais e microclimáticas entre os três fragmentos florestais, foi utilizada a Análise de Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla em Blocos e MRBP. Quanto mais negativo for o T, maior será a diferença entre os grupos. Já a diferença dentro de um mesmo grupo é descrita por A, que quanto mais próximo de 1, mais homogêneo será o grupo. Para se avaliar a significância estatística (valor de p) é necessário analisar o T e A juntos, além de considerar a biologia do grupo (McCune; Grace 2002).

A riqueza em espécies de aranhas foi estimada através do programa EstimateS versão 9.0 (Colwell, 2013). Foram realizadas 100 randomizações. Com a randomização, o efeito de ordem da amostra pôde ser removido, calculando-se a média das aleatoriedades excedentes, e produzindo, desta maneira, uma curva lisa de acumulação de espécies, permitindo uma comparação mais eficaz dos estimadores utilizados (Colwell; Coddington, 1994). Foram utilizados os seguintes estimadores de riqueza: Jackknife1, Bootstrap em comparação da riqueza observada S(est).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis ambientais e estruturais

Ao analisar as variáveis ambientais e estruturais de cada fragmento florestal, foi observado que o PMP apresentou as maiores médias em cobertura da serapilheira, cobertura herbácea, umidade do ar e galhos em decomposição; enquanto que as menores médias foram de espessura da serapilheira e temperatura do ar. Por outro lado, o 19BC mostrou uma média maior apenas em temperatura do ar, e as médias menores em inclinação do solo e compactação do solo. Já o PJS, demonstrou as maiores médias em espessura da

serapilheira, inclinação do solo, temperatura do solo e compactação do solo, enquanto que as menores foram observadas em cobertura da serapilheira, cobertura herbácea, umidade do ar e galhos em decomposição (Tabela 1).

Tabela 1: Média (desvio padrão) das variáveis ambientais e estruturais dos três fragmentos florestais em Salvador, Bahia. Em negrito as médias. Espessura da serapilheira (Esp ser); Abertura do dossel (Ab dossel); Cobertura da serapilheira (Cob ser); Cobertura herbácea (Cob herb); Inclinação do terreno (Incl terreno); Umidade relativa do ar (Umid ar); Temperatura do ar (Temp ar); Galho em decomposição (Gal dec); Temperatura do solo (Temp sol) e Compactação do solo (Comp sol).

Variáveis ambientais e estruturais										
	esp ser	Ab dossel	Cob ser	Cob herb	Incl terreno	Umid ar	Temp ar	Gal dec	Temp sol	Comp sol
PMP	3,0(1,7)	2,8(0,7)	4,0(0,0)	2,9(0,9)	17,6(8,8)	27,0(4,9)	27,0(4,9)	15,3(10,2)	29,3(0,4)	4,5(2,1)
19BC	3,5(1,3)	2,7(0,5)	3,8(0,5)	2,8(0,8)	7,5(5,3)	33,1(15,4)	33,1(15,4)	10,9(6,0)	29,1(2,3)	3,3(1,0)
PJS	4,4(2,4)	2,8(0,6)	3,7(0,6)	2,3(0,8)	22,4(9,8)	31,2(1,0)	31,2(1,0)	9,8(8,7)	30,3(1,6)	7,7(4,9)

O PMP apresentou pouca variação em relação à cobertura da serapilheira e cobertura herbácea, revelando uma homogeneidade dos locais amostrados em relação às duas variáveis (Figura 3A). Os valores dessas médias também não foram discrepantes em relação aos outros fragmentos (19BC e PJS). Além disso, as variáveis que mais se destacaram foram a umidade do ar e galhos em decomposição. Foi percebido uma relação positiva entre elas, onde a umidade do ar foi maior, a quantidade de galhos em decomposição aumentou. Isso pode ser explicado devido a forte associação entre elas, já que a umidade do ar é um dos principais fatores que aceleram a decomposição (Lavelle et al., 1993). Além disso, a umidade do ar é um fator abiótico que exerce influência significativa sobre a distribuição dos organismos no ambiente (Rendón et al., 2006). Já os galhos em decomposição, podem representar de 5-32% dos componentes da serapilheira, possibilitando maior quantidade de micro-habitats para os organismos, o que, junto a umidade do ar, torna ambientes mais favoráveis para inúmeras espécies (Lavelle et al., 1993; Sanches et al., 2009).

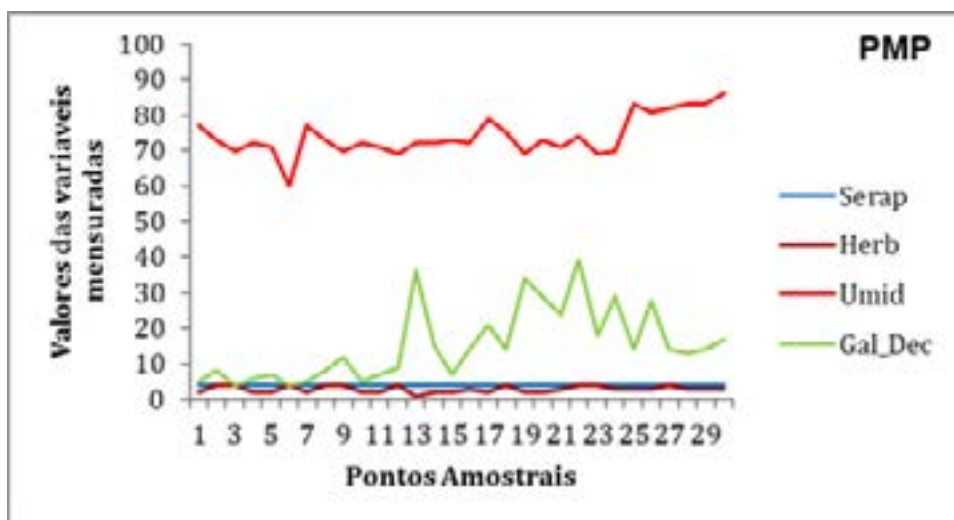
A única variável que se destacou no 19BC, em comparação às outras áreas, foi a temperatura do ar, possuindo a maior média entre os fragmentos (33,1°C). Em um estudo desenvolvido por McIntyre et al., (2009), foi observado o efeito da temperatura do ar sobre a estrutura da comunidade de organismos, especialmente de artrópodes, na qual a riqueza e a abundância foram influenciadas por temperaturas mais elevadas, sendo benéfico para a atração de indivíduos.

O terceiro fragmento urbano analisado (PJS), possui diversas regiões com alta declividade, essa característica pode ter levado este fragmento a se destacar com a maior média em “inclinação do solo”. Além disso, também se destacou com a maior média em “espessura da serapilheira” (Figura 3B). Ao relacionar as duas variáveis, percebeu-se que, no geral, existe uma relação proporcional entre elas. Ou seja, onde a espessura da serapilheira era maior, a inclinação também, evidenciando um possível acúmulo de serapilheira nas regiões íngremes. Este resultado foi inesperado, já que a ação dos ventos e chuvas tendem a arrastar a serapilheira e acumular uma quantidade maior de substrato na região mais plana da floresta (Ferreira; Silva, 2001), podendo haver algum outro fator, possivelmente ambiental, mantendo o acumulado de serapilheira na região com maior declividade. Sobretudo, a “espessura da serapilheira” também teve relação com a “compactação do solo”, as regiões que apresentaram maior quantidade de serapilheira, tiveram uma compactação menor. Essa relação pode ser explicada devido a serapilheira desempenhar um

papel de barreira contra as condições do ambiente (como a exposição direta aos raios solares), evitando o impacto direto da chuva sobre o solo, e assim, minimizando a erosão laminar (Paula; Pereira; Menezes, 2009). Essas condições estruturais normalmente proporcionam condições melhores para os organismos que habitam esses ambientes.

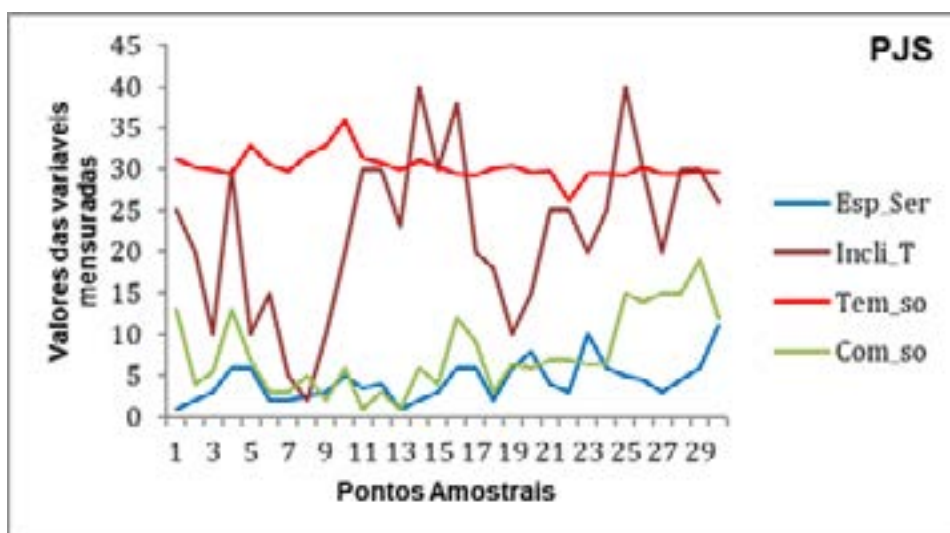
Figura 3: (A) Relação entre os valores brutos de cobertura da serapilheira (Serap); cobertura herbácea (Herb); Umidade do ar (Umid); galhos em decomposição (Gal_Dec) do Parque Metropolitano de Pituáçu. (B) Relação entre os valores brutos entre a espessura da serapilheira (Esp_Ser); inclinação do solo (Incli_T); temperatura do solo (Tem_so); compactação do solo (Com_so) do Parque Joventino Silva.

(A)



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

(B)



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

Ao comparar as variáveis ambientais entre os fragmentos, foram encontradas diferenças significativas ($T = -16,0765$; $A = 0,1237$; $p < 0,001$). Essa diferença se manteve na comparação par a par entre os três fragmentos (Tabela 2) evidenciando a diferença estrutural entre eles.

Tabela 2: Comparação par a par entre os três fragmentos florestais. PMP – Parque Metropolitano de Pituvaçu; 19BC – 19º Batalhão de Caçadores; PJS – Parque Joventino Silva. T = variação entre grupos; A = variação dentro do grupo; p = significância estatística. Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla – MRBP Blocked.

Variáveis ambientais e estruturais			
	T	A	P
PMP vs. 19BC	-11,864	0,1045	< 0,001
PMP vs. PJS	-5,6714	0,0533	0,00076
19BC vs.PJS	-12,662	0,1302	< 0,001

Fonte: Autores, 2024.

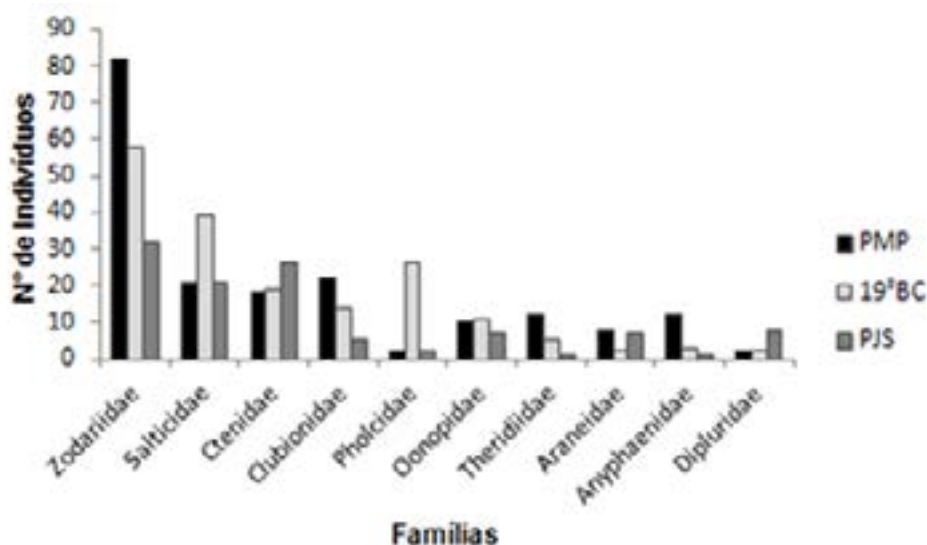
Os fragmentos PMP e 19BC, apesar de serem os maiores fragmentos estudados e estarem mais próximos entre eles, foram os que mais divergiram em relação às variáveis ambientais. Essa diferença pode ter sido encontrada devido ao grau de perturbação dos fragmentos. Apesar do PMP possuir uma área maior, é bastante utilizado para diferentes atividades humanas (trilhas, ciclismo e eventos culturais), enquanto o 19BC é uma área de acesso restrita ao exército, mas que também possui interferências humanas, visto que é comumente utilizado para treinamento militar. De acordo com Faria et al. (2009), as características ambientais e estruturais podem ser modificadas em razão de algum tipo de perturbação, seja natural ou antrópica, sendo o histórico de perturbação um fator crítico na determinação da riqueza de espécies. Desse modo, é possível que os diferentes tipos de abordagens humanas nos fragmentos afetem suas condições estruturais.

Apesar desses fragmentos (PMP e PJS) serem delimitados como “Parques Urbanos”, e prestarem diversos serviços para a população, o tamanho das áreas de ambos podem influenciar na intensidade dos impactos sofridos. Fahrig (2003) exemplifica como o formato e recorte de um determinado fragmento pode influenciar nos efeitos e níveis da fragmentação. Houve diferença maior entre os fragmentos ($T = -5,6714$), quando comparados ao 19BC. Os dois demonstraram menor homogeneidade ($A = 0,0533$), sendo um valor significativo (0,00076). Apesar de sofrerem com as matrizes urbanas ao redor, o tamanho e o formato auxiliam com o amortecimento dos impactos sofridos, podendo justificar a diferença em relação às variáveis ambientais.

Composição de aranhas

No geral, foram coletadas 527 aranhas (jovens e adultas) distribuídas em 22 famílias, onde as mais representativas foram Zodariidae (32,6%), Salticidae (15,4%) e Ctenidae (12%) (Figura 4).

Figura 4: Famílias mais abundantes de aranhas de serapilheira em três diferentes fragmentos florestais urbanos de Salvador, Bahia. Obs.: PMP = Parque Metropolitano de Pituauçu; 19°BC = 19° Batalhão de Caçadores; PJS = Parque Joventino Silva.



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

Considerando os fragmentos florestais separadamente, no PMP foram registradas 203 aranhas distribuídas em 15 famílias, onde Zodariidae (40,4%), Clubionidae (10,8%) e Salticidae (10,3%), foram as famílias mais representativas; no 19BC foram 199 aranhas distribuídas em 17 famílias, sendo as mais representativas Zodariidae (29,1%), Salticidae (19,6%) e Pholcidae (13,1%); e no PJS 125 aranhas distribuídas em 16 famílias, Zodariidae (25,2%), Ctenidae (20,8%) e Salticidae (26,8%).

Apesar de o PMP ser o maior fragmento dentre os outros desse estudo e ter tido a maior abundância de indivíduos, foi o que obteve a menor riqueza de famílias. O 19BC foi o segundo fragmento, dentre os três, que possuiu a maior abundância de indivíduos coletados e o com maior diversidade de famílias. Os três fragmentos tiveram em comum a família Zodariidae como a mais abundante e Salticidae entre as três famílias mais abundantes.

Dentre as aranhas adultas, foram identificados 269 indivíduos, distribuídos em 15 famílias, 39 gêneros e 47 espécies e/ou morfoespécies. Os gêneros mais representativos foram *Epicratinus* (41,6%), *Soesilarishius* (7,8%) e *Coleosoma* (6,7%) e as espécies mais representativas foram *Epicratinus* sp.1 (27,5%), *Epicratinus* sp.2 (14,1%) e *C. floridanum* (6,7%), que respectivamente representaram 53,5% dos gêneros e 48,3% das espécies coletadas.

Considerando os fragmentos separadamente foram registrados 22 gêneros no PMP, sendo *Epicratinus* (55,4%) o mais representativo; 20 gêneros no 19BC, sendo *Epicratinus* (34%) e *Soesilarishius* (15,5%) os mais representativos; e 18 gêneros no PJS, com *Fernandezina* (15,7%) e *Epicratinus* (13,7%) como os mais representativos. Já para espécies e/ou morfoespécies, foram registradas 22 no PMP, com as mais representativas sendo *Epicratinus* sp.1 (54,4%) e *Meioneta* sp.3 (11,6%); 21 no 19BC, sendo *Epicratinus* sp.2 (34%) e *Soesilarishius* sp.2 (15,5%) as mais representativas; e no PJS, com *Fernandezina* sp.1 (15,7%) e *Epicratinus* sp.1 (13,7%) sendo as mais representativas (Tabela 3).

Tabela 3: Abundância (indivíduos adultos) de espécies de aranhas de serapilheira em três fragmentos florestais urbanos de Salvador, Bahia. Obs.: PMP = Parque Metropolitano de Pítuaçu; 19BC = 19º Batalhão de Caçadores; PJS = Parque Joventino Silva.

Família (Espécie e/ou morfoespécie)	PMP	19BC	PJS
CAPONIIDAE			
Noops sp.1	0	2	0
CORINNIDAE			
<i>Corinna</i> sp.1	0	3	2
<i>Falconina</i> sp.1	3	0	0
CTENIDAE			
<i>Ctenus Recipes</i>	0	0	1
<i>Isoctenus</i> sp.1	0	2	1
LINYPHIDAE			
<i>Agyneta</i> sp.1	1	0	0
<i>Agyneta</i> sp.2	0	0	1
<i>Agyneta</i> sp.3	14	2	0
<i>Agyneta</i> sp.4	0	2	0
MYSMENIDAE			
<i>Maymensa</i> sp.1	2	0	0
NEMESIIDAE			
<i>Rachias</i> sp.1	0	2	5
OONOPIDAE			
<i>Brignolia dasystema</i>	3	1	0
<i>Ischnothyreus peltifer</i>	2	0	0
<i>Neotrops</i> sp.1	2	2	0
<i>Neoxyphinus</i> sp.1	0	1	3
<i>Oonopidae</i> sp.1	0	0	1
<i>Triaeris stenaspis</i>	1	0	0
PALPIMANIDAE			
<i>Fernandezina</i> sp.1	0	0	8
<i>Fernandezina</i> sp.2	0	3	0
<i>Otiothops atlanticus</i>	0	0	2
PHOLCIDAE			
<i>Crossopriza</i> sp.1	1	0	0
<i>Metagonia</i> sp.1	0	2	0
<i>Tupigea</i> sp.1	0	11	0
SALTICIDAE			
<i>Coryphasia</i> sp.1	0	0	1
Gen.? Sp.1	1	0	1
Gen.? Sp.2	1	0	0
Gen.? Sp.3	0	2	0
<i>Neonella</i> sp.1	1	0	0

<i>Neonella</i> sp.2	0	3	0
<i>Noegus</i> sp.1	1	0	0
<i>Rhyphelia</i> sp.1	2	0	4
<i>Rhyphelia</i> sp.2	0	15	0
Salticidae gen.1 - sp.1	0	0	2
SCYTODIDAE			
<i>Scytodes fusca</i>	0	1	0
THERAPHOSIDAE			
<i>Tmesiphantes nubilus</i>	2	0	0
THERIDIIDAE			
<i>Chrysso</i> sp.1	1	1	1
<i>Coleosoma floridanum</i>	12	5	1
<i>Cryptachaea</i> sp.1	1	0	0
<i>Dipoena pumicata</i>	1	0	0
<i>Episinus</i> sp.1	0	3	0
<i>Spintharus</i> sp.1	1	0	0
<i>Styopsis selis</i>	1	0	0
<i>Thymoites</i> sp.1	0	0	4
THERIDIOSOMATIDAE			
<i>Ogulnius</i> sp.1	0	1	0
ZODARIIDAE			
<i>Epicratinus</i> sp.1	67	0	7
<i>Epicratinus</i> sp.2	0	33	5
<i>Neoxyphinus</i> sp.1	0	0	1
Total	121	97	51

Fonte: Autores, 2024.

As curvas de riqueza de espécies estimadas versus espécies observadas resultantes das estimativas de riqueza para as três áreas, mostraram que nenhum dos fragmentos atingiram a assíntota (Figura 5: A, B e C), reforçando a necessidade de um maior esforço amostral nos três fragmentos, visto que há ainda espécies a serem amostradas. O PMP foi o fragmento que teve o maior número de espécies, apresentando também maior abundância de indivíduos por espécie (Tabela 4). Os dois estimadores de riqueza que apresentaram melhor desempenho para estimar o número de espécie em cada fragmento foram Bootstrap, Jackknife 1 ao compararmos com a riqueza observada, S(est).

As morfospécies do gênero *Epicratinus* (Zodariidae), foram as mais abundantes neste estudo, demonstrando preferência pelos fragmentos maiores (PMP e 19BC). No PMP, *Epicratinus* sp.1 apresentou frequência de indivíduos, enquanto que no 19BC, *Epicratinus* sp.2 predominou. Embora aranhas deste gênero sejam comumente encontradas em fragmentos florestais urbanos (Roxinol, 2016), sua presença foi significativamente menor no PJS, devido aos fatores ambientais e ecológicos que podem não ter favorecido as necessidades e requisitos específicos da espécie nesta área.

A espécie *Soesilarishius* sp.1, foi bem representativa, com mais indivíduos no 19BC (área menos perturbada), também demonstrou a maior média de temperatura, essa característica, juntamente aos demais fatores não avaliados neste estudo, podem explicar a preferência deste gênero por essa área. O gênero

Soesilarishius (Salticidae) tem ampla distribuição em regiões tropicais. Aranhas desta família, costumam forragear sobre o solo de florestas que normalmente formam mosaicos com variados tipos de vegetação e que proporcionam uma maior heterogeneidade de micro-habitat (Ruiz, 2013). As condições ambientais específicas, como a temperatura mais elevada, proporcionam um habitat ideal para o crescimento e a sobrevivência deste gênero, podendo apresentar maior heterogeneidade em seu ambiente, havendo uma variedade de recursos e microclimas que são benéficos para diferentes estágios de vida ou necessidades alimentares de indivíduos, promovendo uma coexistência mais robusta e diversificada.

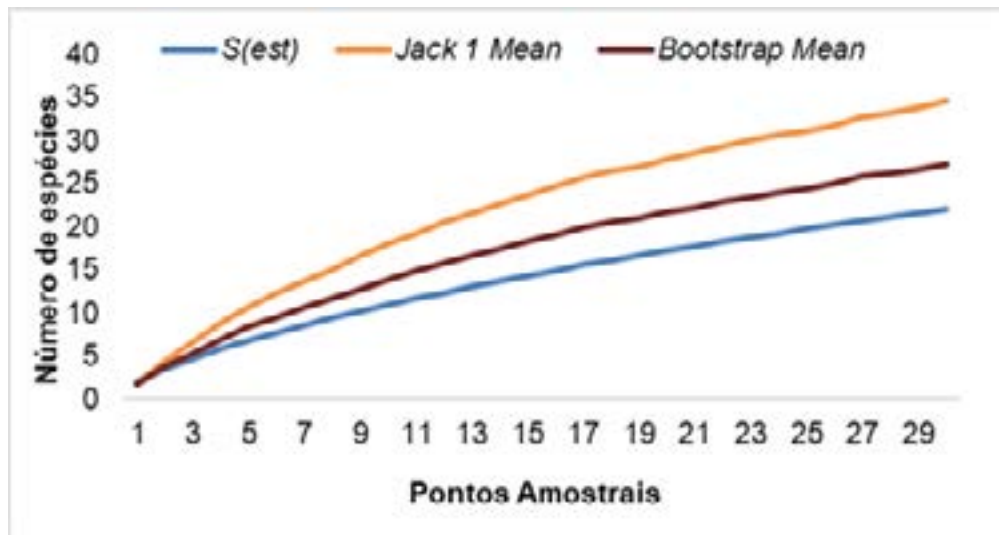
O gênero *Coleosoma* (Theridiidae) foi o mais abundante do PMP. Por não possuírem especificidade de habitat, aranhas desta família são mais comuns em fragmentos menores e em áreas degradadas (Varjão; Benati; Peres, 2010). Apesar do PMP ser uma área maior, o grau de perturbação antrópica e fatores ambientais podem ter sido elementos importantes para explicar a abundância desses indivíduos nesse fragmento. Enquanto o PJS (fragmento de menor tamanho), apresenta as mesmas características de perturbação do PMP, houve apenas um indivíduo deste gênero, esse resultado pode apontar que fatores ambientais e estruturais podem influenciar na presença deste organismo. A morfoespécie *Meioneta* sp.3 (Linyphiidae) também foi mais abundante no PMP. Aranhas do gênero *Meioneta* são encontrados em praticamente todo o mundo, e normalmente encontrados forrageando a serapilheira, sendo comumente coletados por Extrator Winkler e armadilha de queda (Trivia, 2013).

A morfoespécie *Tupigea* sp.1 (Pholcidae) além de abundante, foi exclusiva do 19BC. Aranhas deste gênero são altamente diversas nas regiões tropicais e subtropicais do mundo, habitando uma variedade de ambientes, como a serapilheira (Huber, 2014). Pouco ainda se sabe acerca da biologia do grupo, mas um estudo realizado em São Paulo por Machado (2007) com espécies do mesmo gênero mostrou a preferência dessas aranhas por ambientes mais naturais, o que pode explicar a exclusividade no 19BC.

A curva de acumulação de espécies, também conhecida como curva do coletor, estima quantas espécies possivelmente haveria para serem amostradas ao aumentar o número de amostras coletadas. Foram realizadas estimativas para cada um dos fragmentos, utilizando os estimadores Jackknife 1 (Jack 1) e Bootstrap. Em todos os fragmentos as curvas de estimativa e riqueza observadas não demonstraram chegar a assíntota, havendo a possibilidade de encontrar mais espécies (Figura 5). Para o PMP foram observadas 22 espécies, sendo estimado mais cinco espécies pelo bootstrap e 12 espécies por Jack 1. No 19BC houveram 21 espécies observadas, havendo a estimativa de três e sete espécies a mais para os estimadores Bootstrap e Jack 1, respectivamente. Para o fragmento com menor riqueza (PJS), foram observadas 19 espécies, tendo como estimativa quatro (Bootstrap) e nove (Jack 1) espécies a mais do resultado observado. Estes resultados demonstram que apesar da perturbação sofrida pelo PMP ser possivelmente mais intensa que no 19BC, podem existir fatores ambientais e estruturais que favoreçam a presença das espécies de aranhas nesta área.

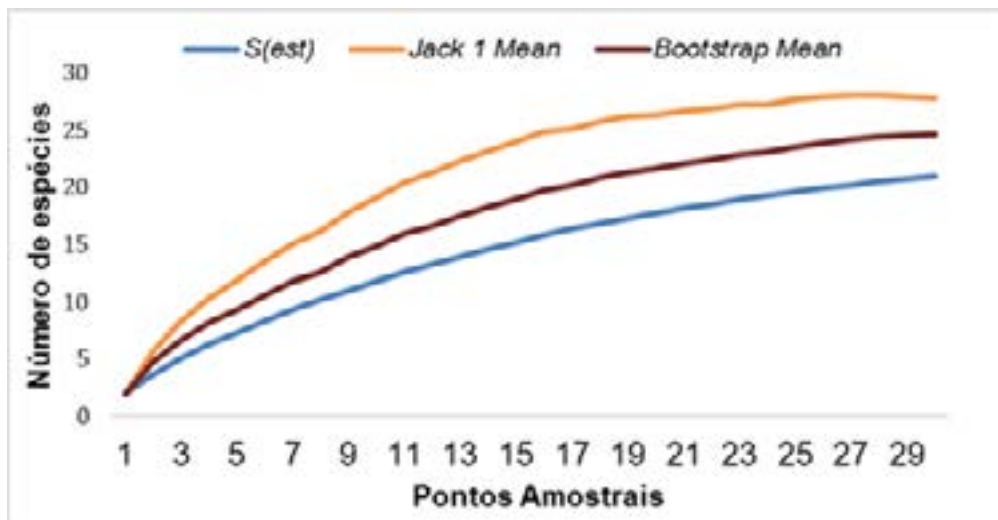
Figura 5: Estimativas das espécies e morfoespécies de aranhas de serapilheira dos fragmentos florestais urbanos: (A) Parque Metropolitano de Pituvaçu - PMP; (B) 19º Batalhão de Caçadores – 19BC; (C) Parque Joventino Silva - PJS.

(A)



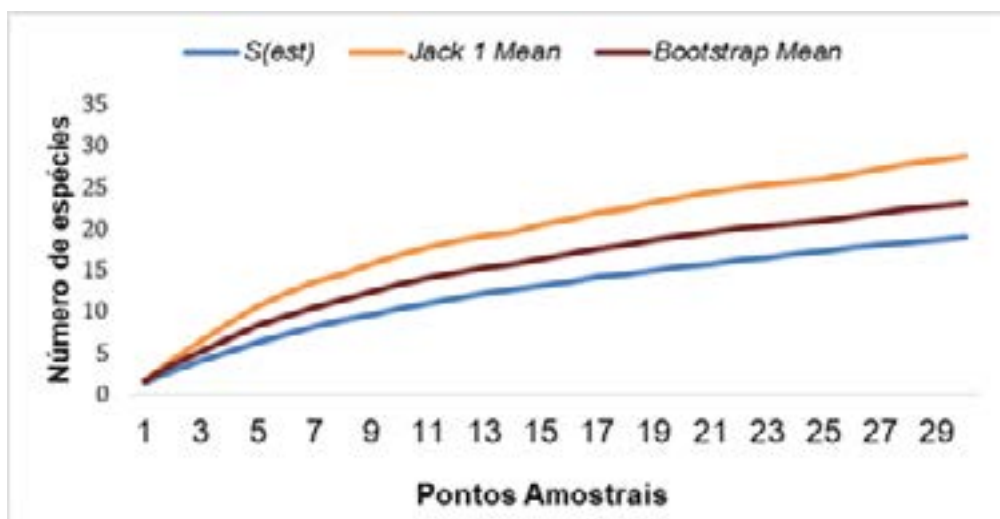
Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019

(B)



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

(C)



Fonte: RODRIGUES, V. E. O., 2019.

Tabela 4: Riqueza observada, valores obtidos na estimativa de riqueza das espécies/morfoespécies e espécies exclusivas para cada fragmento florestal. Obs.: PMP = Parque Metropolitano de Pituacu; 19BC = 19º Batalhão de Caçadores; PJS = Parque Joventino Silva.

	Aranhas Riqueza	Riqueza (estimada) Bootstrap	Riqueza (estimada) Jack 1	Riqueza observada S(est)	Espécies Exclusivas
PMP	22	27,29	34,57	22	14
19BC	21	24,68	28	21	11
PJS	19	23,01	28,67	19	9

Fonte: Autores, 2024.

6 CONCLUSÃO

A comparação das variáveis ambientais e estruturais entre os fragmentos florestais revelou características significativamente distintas, além de evidenciar que o tamanho do fragmento não responde sozinho à influência da estrutura do habitat. Já que, o maior fragmento (PMP) e o menor fragmento (PJS) mostraram menor heterogeneidade entre si em relação às variáveis medidas, enquanto que o 19BC se destacou por apresentar características com maior diferença.

Além do tamanho do fragmento, o grau de perturbação manifestou-se como um fator importante a ser considerado. Fragmentos com diferentes níveis de perturbação podem ter impactos significativos na estrutura do habitat e nas comunidades de organismos que habitam uma determinada área. O 19BC, que mostrou características ambientais mais distintas, pode estar sujeito a um grau diferente de perturbação em comparação ao PMP e ao PJS, influenciando, assim, a heterogeneidade observada no estudo.

A variação na riqueza e na abundância de famílias de aranhas entre os fragmentos, sugere que não apenas o tamanho, mas também a estrutura e outras características ambientais são determinantes na composição das espécies. Cada área obteve um valor considerável de espécies exclusivas, refletindo um conjunto único de condições que favorecem diferentes espécies, demonstrando que as áreas possuem diferenças significativas tanto em tamanho quanto em estrutura. Esses fatores combinados, moldam a diversidade e a distribuição das espécies dentro dos fragmentos florestais urbanos estudados, influenciando diretamente a composição de espécies.

CONFLITO DE INTERESSE

Não há conflito de interesse na presente pesquisa.

REFERÊNCIAS

- BAHIA. Decreto nº 18.679, de 1 de novembro de 2018. Altera os limites do Parque Metropolitano de Pituçu, definido no Decreto nº 14.480, de 16 de maio de 2013, e dá outras providências.
- BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 57, p. 461-476, 2006.
- BENATI, K. R. Efeito da heterogeneidade espacial na distribuição das assembleias de aranhas (araneae) e formigas (formicidae) de serrapilheira. Orientador: Jacques Hubert Charles Delabie. 2014. 105 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.
- CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. Mata Atlântica: manual de adequação ambiental. Brasília: MMA/SBF, 96 p. 2010.
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, [s. l.], v. 345, p. 101-118, 1994.
- COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version: 9.0. 2013.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, [s. l.], v. 34, p. 487-515, 2003.
- FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; MARTINI, A. M. Z.; ORTIZ, J. V.; MONTINGELLI, R.; ROSSO, S.; PACIÊNCIA, M. L. B.; BAUMGARTEN, J. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 257, n. 11, p. 2226-2234, 2009.
- FERREIRA, R. L.; SILVA, M. S. Biodiversity under rocks: the role of microhabitats in structuring invertebrate communities in Brazilian outcrops. *Biodiversity & Conservation*, [s. l.], v. 10, p. 1171-1183, 2001.
- FOURNIER, L. A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. Turrialba, [s. l.], p. 28-39, 1974.
- GIRAUDO, A. R.; MATTEUCCI, S. D.; ALONSO, J.; HERRERA, J.; ABRAMSON, R. R. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspot. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 17, p. 1251-1265, jan. 2008.

GOMES, L.; SANTOS, L. E. Conservar ou lotear: uma discussão sobre a categoria de manejo do parque metropolitano de Pituáçu/Salvador-Ba. Anais do XIV ENANPEGE. Realize Editora, Campina Grande, 2021.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; ...; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, ed. 2, mar. 2015.

HUBER, B. A. Pholcidae. In: ROIG-JUÑENT, S.; CLAPS L. E.; MORRONE, J. J. (Dir.). 2014. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos, v. 3. p. 261-270. Editorial INSUE - UNT, San Miguel de Tucumán, Argentina. ISBN 978-950-554-907-8.

KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F.; SANJAYAN, M.A. Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 796-808, dez. 1993.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S.; ESPANHA, A. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 130-150, 1993.

MACEDO, T. S.; PAZ, J. R. L.; ALMEIDA, R. O.; ALVARENGA, L. C. A.; SILVA, P. P. Oficina de ciências no 19º Batalhão de Caçadores (Salvador, Bahia): Saúde e Meio Ambiente. *Candombá*, Salvador, v. 7, n. 1, p. 42 - 54, 2011.

MCINTYRE, N. E.; RANGO, J.; FAGAN, W. F.; FAETH, S. H. Ground arthropod community in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 52, n. 4, p. 257-274, 2009. MCCUNE, B.; GRACE, J. B. Overview of community matrices. In: MCCUNE, B. *Analysis of Ecological Communities*. Glenden Beach, Oregon: MjM Software Design, 2002. cap. 2, ISBN 0-9721290-0-6.

NILON, C. Urban biodiversity and the importance of management and conservation. *Landscape and Ecological Engineering*, Tóquio, v. 7, p. 45-52, dez. 2011.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados da ilha da Marambia, RJ. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 139-148, 2009.

RENDÓN, M. A. P.; IBARRA-NÚÑEZ G.; PARRA-TABLA, V.; GARCÍA-BALLINAS, J. Á.; YANN H. Spider diversity in coffee plantations with different management in southeast Mexico. *The Journal of Arachnology*, [s. l.], v. 34, p. 104-112, 2006.

RIBEIRO, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROXINOL, J. A. M. Determinantes da distribuição e morfologia de aranhas de solo de florestas tropicais. Orientador: Carlos Frankl Sperber. 2016. 53 f. Tese (Mestre em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

SALVADOR (BA). Lei nº 9069, de 30 de junho de 2016. Dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do Município de Salvador. 2016.

SANCHES, L.; Valentini, C.; Biudes, M. S.; Nogueira, J. S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.

TABARELLI, M. AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da Floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciência*, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 88-92, 2012.

VARJÃO, S. L. S.; BENATI, K. R.; PERES, M. C. L. Efeitos da variação temporal na estrutura da serrapilheira sobre a abundância de aranhas (Arachnida: Araneae) num fragmento de Mata Atlântica (Salvador, Bahia). *Revista Biociências*, Taubaté, v. 16, n. 1, 2010.

WISE, D. H. *Spiders in ecological webs*. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. 328 p. ISBN 9780511623431.

WORLD SPIDER CATALOG. In: *World Spider Catalog*. 25.0. Natural History Museum Bern, 2024. Disponível em: <http://wsc.nmbe.ch>. Acesso em: 17 maio 2024.